Sommaire du statut de l'espèce du COSEPAC

sur le

Guillemot à cou blanc
Synthliboramphus antiquus

au Canada

PRÉOCCUPANTE
2014

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada

COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

Les sommaires du statut de l'espèce du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages au Canada que l'on croit en péril. On peut citer le présent document de la façon suivante :

COSEPAC. 2014. Sommaire du statut de l'espèce du COSEPAC sur le Guillemot à cou blanc (*Synthliboramphus antiquus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xxi p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Note de production :
Le COSEPAC remercie Iain Stenhouse d'avoir rédigé le rapport de situation sur le Guillemot à cou blanc (*Synthliboramphus antiquus*) en vertu d'un contrat avec Environnement Canada. La supervision et la révision du rapport ont été assurées par Marty Leonard, coprésident du Sous-comité de spécialistes des oiseaux.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-938-4125
Téléc. : 819-938-3984
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
http://www.cosepac.gc.ca

Also available in English under the title COSEWIC Status Appraisal Summary on the Ancient Murrelet *Synthliboramphus antiquus* in Canada.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2014.
N° de catalogue CW69-14/2-42-2015F-PDF
ISBN 978-0-660-23212-6

COSEPAC
Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – novembre 2014

Nom commun
Guillemot à cou blanc

Nom scientifique
Synthliboramphus antiquus

Statut
Préoccupante

Justification de la désignation
Environ la moitié de la population reproductrice mondiale de cet oiseau de mer nichant dans des terriers se trouve sur Haida Gwaii, en Colombie-Britannique. L'information provenant de relevés récents pour l'espèce est limitée et la tendance démographique générale est inconnue. Il y a toutefois des indications de déclins dans certaines colonies de reproduction sur la côte ouest de Haida Gwaii, cependant des populations sont peut-être en croissance dans certaines colonies sur la côte est. L'espèce est exposée à un certain nombre de menaces incluant la prédation par des prédateurs introduits, la dégradation de l'habitat, l'exposition au pétrole et aux changements océanographiques. L'espèce pourrait devenir « menacée » si ces menaces ne sont pas gérées adéquatement.

Répartition
Colombie-Britannique, Océan Pacifique

Historique du statut
Espèce désignée « préoccupante » en avril 1993. Réexamen et confirmation du statut en novembre 2004 et en novembre 2014.

COSEPAC
Sommaire du statut de l'espèce

Guillemot à cou blanc — Ancient Murrelet

Synthliboramphus antiquus

Répartition au Canada : Colombie-Britannique

Historique du statut

Espèce désignée « préoccupante » en avril 1993. Réexamen et confirmation du statut en novembre 2004 et en novembre 2014.

Preuves (préciser le cas échéant) :

Espèce sauvage

Changement quant à l'admissibilité, à la taxinomie ou aux unités désignables — oui ☐ non ☒

Explication : Aucun changement depuis la dernière évaluation.

Répartition

Changement de la zone d'occurrence : oui ☐ non ☒ inc. ☐

Changement de l'indice de zone d'occupation (IZO) : oui ☐ non ☒ inc. ☐

Changement du nombre de localités* actuelles connues ou inférées* : oui ☐ non ☒ inc. ☐

Nouvelles données importantes issues de relevés : oui ☒ non ☐

Explication :

Aucune nouvelle donnée sur la zone d'occurrence, l'IZO ou le nombre de localités n'a été recueillie depuis la dernière évaluation. La zone d'occurrence et l'IZO ont toutefois été recalculés d'après les méthodes actuelles (voir le résumé technique). De nouvelles données issues de relevés sont disponibles pour certaines colonies (voir la section suivante).

* Utiliser la définition de « localité » de l'UICN.

Information sur la population

Changement du nombre d'individus matures : oui ☒ non ☐ inc. ☐

Changement de la tendance de la population : oui ☐ non ☐ inc. ☒

Changement quant à la gravité de la fragmentation de la population : oui ☐ non ☒ inc. ☐

Changement de la tendance de la superficie et/ou de la qualité de l'habitat : oui ☒ non ☐ inc. ☐

Nouvelles données importantes issues de relevés oui ☒ non ☐

Explication :

Au moment de la dernière évaluation, en 2004, d'après les travaux de relevé réalisés en 1999, l'effectif sur

les îles Langara était estimé à 10 365 +/- 2 011 (erreur-type) couples. À cette époque, on avait conclu que la colonie ne s'était pas encore rétablie après l'élimination des prédateurs (Drever, 2002). Peu de temps après l'évaluation de 2004, cependant, la colonie a fait l'objet d'un nouveau relevé, et l'effectif a été estimé à 24 037 +/- 4 073 couples. Toujours après l'évaluation, l'estimation de 1999 a été révisée à quelque 13 014 +/- 2 525 couples, en fonction d'un calcul amélioré de la superficie occupée par la colonie (Regehr *et al.*, 2006). Par conséquent, d'après les nouvelles données de relevé de 2004 (24 037 +/- 4 073 couples) et l'estimation révisée de l'effectif de 1999 (13 014 +/- 2 525 couples), il semble que la population ait connu une augmentation considérable entre 1999 et 2004 (Regehr *et al.*, 2007). Malheureusement, cette information n'a été révélée qu'après l'achèvement du rapport de situation du COSEPAC précédent; c'est pourquoi elle n'y est pas documentée.

Des données issues de relevés plus récents visant d'autres îles qui abritent des colonies, cependant, indiquent certaines baisses du taux d'occupation des terriers chez cette espèce. Quelques îles abritant de petites colonies d'oiseaux de mer au large de la côte ouest de Haida Gwaii ont fait l'objet de relevés récurrents au cours des 30 dernières années. Des relevés exhaustifs ont été effectués pour la première fois sur les îles de la baie Englefield (îles Saunders, Helgesen, Little Helgesen, Carswell, Lihou, Instructor, Rogers et Luxmoore) en 1986, et il a été estimé que ces îles abritaient quelque 19 000 couples de Guillemots à cou blanc (7 % de la population reproductrice au Canada, à cette époque; Rodway *et al.*, 1990). Plusieurs de ces colonies ont fait l'objet de nouveaux relevés en 1993, 2004 et 2011.

En 1993, les îles Saunders, Helgesen, Little Helgesen et Instructor avaient été gravement touchées par l'arrivée des ratons laveurs (*Procyon lotor*), un prédateur introduit (Gaston et Masselink, 1997).

En 2004, des relevés de suivi ont été effectués sur les îles Saunders, Helgesen, Little Helgesen et Instructor, et n'ont indiqué aucun rétablissement des populations d'oiseaux de mer, malgré l'élimination des ratons laveurs des îles Helgesen et Little en 1995 (Gaston *et al.*, 2011). En effet, on n'a constaté aucun signe de reproduction sur les îles Saunders et Little Helgesen en 2004.

En 2011, l'île Saunders a été visitée de nouveau, et les îles Helgesen, Little Helgesen et Lihou ont fait l'objet de nouveaux relevés systématiques (du moins en partie) fondés sur les mêmes méthodes que celles du relevé original de 1986 (Gaston *et al.*, 2011). Encore là, il n'y avait aucun signe de nidification sur les îles Saunders et Little Helgesen, comme en 2004. En 2011, des terriers échantillonnés dans les parties sud et centrale de l'île Helegesen ont indiqué un taux d'occupation de 0,11 par rapport à 0,63 en 1986, soit une baisse d'environ 90 % de l'effectif estimé (Gaston *et al.*, 2011). Les relevés réalisés en 2011 sur l'île Lihou ont quant à eux indiqué un taux d'occupation de 0,12 (Gaston *et al.*, 2011), par rapport à la moyenne de 0,63 pour Haida Gwaii en 1986 (l'île Lihou n'avait pas fait l'objet d'un relevé en 1986). Si l'estimation de la population globale en 1986 reflétait l'effectif sur l'île Lihou à cette époque, on peut conclure qu'une baisse de la population reproductrice d'environ 50 % a eu lieu sur l'île Lihou entre 1986 et 2011.

Un chablis important survenu dans les forêts de plusieurs des îles de la baie Laskeek abritant des colonies à l'hiver 2010-2011 a réduit la quantité d'habitat de nidification disponible pour le Guillemot à cou blanc (Gaston *et al.*, 2011). Compte tenu des autres problèmes qui touchent l'habitat de cette espèce (p. ex., espèces envahissantes), d'autres pertes d'habitat semblables pourraient avoir des conséquences à l'échelle de la population, en limitant davantage le nombre de sites de nidification convenables. Les données recueillies récemment sur l'île East Limestone, qui fait partie des îles abritant des colonies dans la baie Laskeek, indiquent que le nombre d'oisillons produits a chuté soudainement dans les zones de chablis (T. Gaston, comm. pers., 2014).

Le taux d'occupation des terriers a été évalué dans certaines colonies plus grandes, l'une au large de la côte ouest d'Haida Gwaii (île Frederick), et l'autre au large de la côte est (île George), et ce, assez régulièrement depuis les années 1990 (L. Wilson et M. Lemon, données inédites). À la fin des années 1990 (1998), l'île Frederick affichait un taux d'occupation des terriers de 73 %. Au milieu des années 2000, ce taux avait chuté à 41 % (en 2005), mais il s'agissait globalement d'une année de faible productivité pour les oiseaux de mer dans la région (Sydeman *et al.*, 2006). En 2013, le taux d'occupation des terriers à l'île Frederick est demeuré faible à 47 % mais, en 2014, le taux avait augmenté à 58 % (L. Wilson, comm. pers., 2014). Au milieu des

années 1990 (1996), le taux d'occupation des terriers à l'île George était de 83 %; ce taux est demeuré relativement élevé (74 % en 2003; 73 % en 2008; 76 % en 2013) depuis cette époque, quoique des relevés effectués en 2014 aient indiqué une baisse du taux d'occupation à 65 % (L. Wilson, comm. pers., 2014).

De manière générale, il est très difficile d'évaluer les tendances de cette espèce en matière de population, parce que les estimations dépendant surtout d'une évaluation du taux d'occupation des terriers. Les colonies de nidification sont rarement visitées, et les données fiables sont extrêmement éparses. Même les évaluations superficielles du taux d'occupation sont rares; on peut compter des décennies entre chaque visite successive, ce qui fait en sorte que le calcul des estimations de l'effectif repose en grande partie sur des suppositions. Le tableau 1 montre les estimations associées aux colonies connues de Guillemot à cou blanc. Bon nombre de ces valeurs sont périmées ou problématiques (p. ex., les estimations sont très superficielles ou ne visent qu'une zone très limitée d'une colonie), mais il s'agit des seules données existantes. Par conséquent, il est très difficile d'en tirer des conclusions.

Collectivement, toutefois, il semble qu'au moins certaines des grandes colonies de la côte ouest d'Haida Gwaii (îles Rankine, George et Ramsay) soient relativement stables ou en hausse (tableau 1). Notamment, on pense que les colonies de cette région sont moins touchées par les mammifères prédateurs introduits, mais sont apparemment en baisse aux sites où la présence de prédateurs a été confirmée. Sur la côte ouest, cependant, les taux d'occupation semblent considérablement plus faibles que la norme historique : tous les sites sauf l'île Langara affichent des baisses (jusqu'à 90 %) ou une tendance inconnue (tableau 1).

En résumé, on ne dispose d'aucune estimation fiable de la taille de la population et des tendances globales du Guillemot à cou blanc au Canada. L'information existante laisse croire qu'environ 25 % de la population nicheuse se trouve dans des colonies jugées en hausse, 12 % dans des colonies jugées stables et 34 % dans des colonies jugées en baisse. La tendance associée aux 29 % restants de la population nicheuse est inconnue (tableau 2).

Menaces

Changement de la nature ou de la gravité des menaces : oui ☐ non ☐ inc. ☒

Explication :

L'ensemble des facteurs limitatifs et des menaces pris en compte dans l'évaluation de 2004 (mammifères prédateurs introduits, changements océanographiques, destruction/perte d'habitat, exploration pétrolière, perturbations et pêche commerciale) s'applique toujours.

Prédateurs introduits

Les mammifères prédateurs introduits continuent d'avoir des répercussions sur l'espèce. Au cours de la décennie qui a suivi l'éradication des rats surmulots (*Rattus norvegicus*) sur l'île Langara au milieu des années 1990, on a constaté une expansion rapide de la superficie de la colonie, initialement associée à une réduction de la densité des terriers, puis à une augmentation graduelle du taux d'occupation des terriers (Bertram, 1995; Taylor *et al.*, 2000; Regehr *et al.*, 2007). De grandes superficies d'habitat propice demeurent toutefois inoccupées par le Guillemot à cou blanc sur l'île Langara, et on ne considère pas que la disponibilité de l'habitat de nidification limite l'expansion de la colonie (Major *et al.*, 2012). De même, certaines îles qui pouvaient ou pourraient soutenir des populations nicheuses de Guillemot à cou blanc ont vu leurs populations de rats surmulots éliminées depuis 2012 par la direction du Gwaii Haanas Park Reserve and Haida Heritage Site (GHPRHHS), ce qui a produit de nouvelles zones d'habitat de nidification potentiel (GHPRHHS, comm. pers.). Le raton laveur demeure un prédateur important sur les îles faciles d'accès (à proximité du rivage) dans la baie Englefield et ailleurs.

Récemment, on a déterminé que les effectifs du Guillemot à cou blanc étaient stables ou en hausse dans

toutes les colonies surveillées du Canada qui ne sont pas touchées par des prédateurs introduits (Regehr *et al.*, 2007; Gaston *et al.*, 2009; Rodway et Lemon, 2011). En outre, on pense que l'augmentation de l'effectif sur l'île Langara indique que les conditions écologiques dans la région demeurent fortement propices au Guillemot à cou blanc (Gaston *et al.*, 2009).

Les relevés de surveillance les plus récents, cependant, indiquent des baisses du taux d'occupation des terriers à certaines colonies où les mammifères prédateurs ont été éliminés ou n'ont jamais été introduits (Gaston *et al.*, 2011; T. Gaston, comm. pers., 2013). Les causes de ces récentes baisses du taux d'occupation des terriers sont inconnues, mais elles ne semblent pas liées à la prédation ou aux perturbations associées aux prédateurs introduits. Plus particulièrement, la situation des océanites sur certaines des mêmes îles (Little Helgesen et Lihou) demeure la même depuis les relevés de 1986 (Gaston *et al.*, 2011), ce qui laisse croire que les mammifères prédateurs ne seraient pas les principaux coupables, puisqu'on s'attendrait, si tel était le cas, à ce que tous les oiseaux de mer de petite taille creusant des terriers soient touchés d'une manière ou d'une autre.

Les baisses récentes du taux d'occupation des terriers pourraient donc résulter directement ou indirectement d'une autre menace connue (comme celles dont il est question ci-après), ou constituer un signe d'une nouvelle menace.

Changements océanographiques

On pense que les modifications à long terme des conditions océanographiques, entraînées par les changements climatiques, auront des conséquences considérables sur la santé et l'abondance des populations d'oiseaux de mer (Veit *et al.*, 1996; Sydeman *et al.*, 2001). Les hausses de la température de la surface de la mer au printemps, par exemple, sont associées à une baisse du succès de reproduction chez les oiseaux de mer (Bertram *et al.*, 2001), y compris le Guillemot à cou blanc (Gaston et Smith, 2001; Shoji *et al.*, 2012).

Des changements écosystémiques plus soudains, causés par des changements de régime, agissent aussi sur les communautés d'oiseaux de mer, habituellement de manière indirecte par des changements de l'abondance, de la disponibilité ou du moment d'arrivée des populations de plancton ou de poissons proies (Anderson et Piatt, 1999; Gaston *et al.*, 2009).

Dans les colonies canadiennes qui ne subissent pas les effets des mammifères prédateurs introduits, par contre, le nombre de Guillemots à cou blanc semble stable ou en hausse, ce qui indique que les conditions océanographiques conviennent toujours à cette espèce (Gaston *et al.*, 2009).

Perte/destruction de l'habitat

Au Canada, le Guillemot à cou blanc niche généralement dans des terriers creusés dans les sols meubles ou dans des cavités situées sous des racines d'arbre. Des chablis causés par des tempêtes peuvent perturber l'habitat en éliminant le couvert forestier ou en bloquant l'accès au sol. Il est possible que ces perturbations de la qualité de l'habitat prennent de l'ampleur avec les changements climatiques, si les prévisions indiquant l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des tempêtes sont exactes (Dale *et al.*, 2001). L'exploitation forestière peut aussi détruire l'habitat par l'élimination du couvert forestier et la compaction du sol. La succession naturelle des forêts produit toutefois de nouvelles parcelles d'habitat à mesure que les arbres grandissent. Tel qu'il a été mentionné précédemment (section Prédateurs introduits), la présence de mammifères prédateurs introduits entraîne une perte d'habitat en altérant le caractère propice des milieux convenables à l'espèce.

Exploration pétrolière

On sait qu'il existe d'importantes réserves d'hydrocarbures au large de la côte de la Colombie-Britannique, et la région du détroit de la Reine-Charlotte présente un grand potentiel de production pétrolière (Schofield *et al.*, 2008). La majeure partie de ces ressources se trouve dans le bassin de la Reine-Charlotte,

dans la région du détroit d'Hécate, qui est de compétence fédérale. Un moratoire fédéral non officiel sur la circulation des pétroliers et le forage d'exploration est en place depuis 1972 dans le détroit d'Hécate. Le gouvernement de la Colombie-Britannique a demandé à ce que le moratoire fédéral sur le forage d'exploration soit levé, mais pour l'instant, la question ne semble pas résolue. Si le forage est autorisé et que la production commerciale suit, cependant, des nappes et des irisations d'hydrocarbures se formeront autour des plateformes en raison des rejets d'exploitation actuellement autorisés (O'Hara et Morandin, 2010), et le risque d'un déversement de moyenne à grande échelle dans la région augmentera. En outre, on y observe actuellement un mazoutage chronique causé par les déversements de petite échelle et le renouvellement des eaux de ballast (O'Hara et Morgan, 2006). La surveillance aérienne des rejets pétroliers a augmenté depuis la dernière évaluation, mais dans les zones marines occupées par l'espèce, où les activités de surveillance sont demeurées relativement rares, l'analyse des données de surveillance jusqu'à 2006 n'a pas montré de réduction du taux de détection dans le contexte d'une surveillance accrue (O'Hara *et al.*, 2013). En effet, il est de plus en plus clair que les déversements illégaux se sont simplement déplacés dans le temps (déversements nocturnes accrus dans les zones sous la surveillance des Pays-Bas; B. Vollaard, comm. pers., 2013, tel qu'il est cité dans Serra-Sogas *et al.*, 2014) et l'espace (rien n'indique un conformité accrue à la réglementation internationale sur les taux de rejets pétroliers; Gullo, 2011). Cela laisse croire que les déversements illégaux pourraient être en hausse dans les zones peu ou pas surveillées. Le mazoutage chronique pourrait aussi être amplifié par l'augmentation de la circulation des pétroliers; on prévoit que les eaux marines du détroit d'Hécate et de l'entrée Dixon connaîtront des augmentations associées au projet Northern Gateway (National Energy Board and Canadian Environmental Assessment Agency, 2013).

Perturbations

Les plaisanciers, kayakistes et campeurs peuvent involontairement perturber les colonies d'oiseaux de mer. Des camps de pêche ont été établis à l'extrémité sud de l'île Langara, et les activités qui ont lieu à ces installations (qui comprennent des services touristiques comme des visites de la région en bateau et en hélicoptère) risquent d'empêcher la reproduction du Guillemot à cou blanc à proximité de l'anse Henslung, autrefois une zone de colonie à forte densité (D. Bertram, comm. pers., 2014).

Pêche commerciale

Les prises accessoires de la pêche commerciale et de petite échelle constituent une menace omniprésente pour les populations d'oiseaux de mer à l'échelle de la planète (Croxall *et al.*, 2012), y compris dans les eaux côtières et hauturières de la Colombie-Britannique. À cet égard, les prises accessoires dans des filets maillants pourraient avoir joué un rôle considérable dans la baisse de l'effectif du Guillemot à cou blanc à l'île Langara (Bertram, 1995). La pêche est aussi une source de compétition pour les oiseaux de mer, et la surpêche d'espèces proies et d'autres ressources marines peut avoir des conséquences directes ou indirectes sur la santé des populations de ces oiseaux.

Protection

Changement dans la protection actuelle : oui ☐ non ☒

Explication : Aucun changement apparent de la protection actuelle; toutes les cotes de conservation précédentes (provinciale, fédérale, continentale, mondiale) demeurent en vigueur.

Immigration de source externe

Changement de l'immigration de source externe constatée : oui ☐ non ☒

Explication :

La probabilité d'une immigration de source externe est inconnue. L'espèce est considérée comme

hautement en péril (*Highly Imperilled*) en Alaska (U.S. Fish & Wildlife Service, 2006), et on sait que les populations asiatiques sont touchées par la mortalité causée par la pêche commerciale au filet maillant (DeGange et Day, 1991). On a toutefois constaté récemment des signes d'augmentation des effectifs dans certaines parties de l'Alaska à la suite de l'éradication des prédateurs (T. Gaston, comm. pers., 2014). De manière générale, l'immigration est possible, mais la probabilité de celle-ci au Canada pourrait être réduite par des baisses globales des populations de l'extérieur et le risque que des prédateurs introduits limitent les sites de nidification au Canada.

Analyse quantitative

Changement dans la probabilité de disparition du pays : oui ☐ non ☐ inc. ☒

Détails : Analyse non effectuée.

Sommaire et autres points à examiner

Les tendances de la population canadienne du Guillemot à cou blanc sont extrêmement difficiles à déterminer. Les colonies font très rarement l'objet de visites, et il est pratiquement impossible d'obtenir des relevés exacts. Les estimations des effectifs d'une colonie reposent généralement sur l'établissement de la densité des terriers et du taux d'occupation dans un échantillon de parcelles réparties à intervalles réguliers, puis sur l'extrapolation de ces données à l'échelle de la colonie. La détermination de l'occupation est très difficile, et la variation du taux d'occupation, plus particulièrement, peut grandement influencer les estimations des effectifs d'une colonie en raison des différences dans les méthodes d'estimation et des années de faible productivité.

Depuis la dernière évaluation et mise à jour du rapport de situation du COSEPAC, il y a eu certaines hausses et certaines baisses des estimations des effectifs des colonies, bien que nombre d'entre elles n'aient pas fait l'objet d'un relevé depuis (figure 1, tableau 1).

La menace des mammifères prédateurs introduits continue de peser lourdement sur l'espèce à certaines colonies, particulièrement dans les îles facilement accessibles aux prédateurs très mobiles, comme les ratons laveurs, simplement parce qu'elles sont situées à proximité de la côte (tableau 1). Aux sites où les prédateurs ont été éliminés, même si l'éradication remonte à plus d'une décennie, certaines colonies présentent un rétablissement très lent, tandis que d'autres affichent peu ou pas de signes de rétablissement.

À certaines colonies, les causes de baisses récentes et soudaines du taux d'occupation des terriers ne semblent pas liées à l'existence ou à la présence passée de prédateurs introduits. Ces baisses du taux d'occupation des terriers pourraient résulter directement ou indirectement d'une autre menace existante, ou d'une nouvelle menace qui n'a pas été prise en compte auparavant et qui pourrait agir sur la probabilité de survie et/ou de reproduction du Guillemot à cou blanc.

Remerciements et experts contactés

Le rédacteur du rapport est redevable aux personnes compétentes qui ont fourni des renseignements d'importance capitale pour la réalisation du document, particulièrement Tony Gaston, Moira Lemon, Laurie Wilson, Mark Hipfner et Anne Harfenist. Le rédacteur remercie aussi l'ensemble des réviseurs de leurs conseils et commentaires sur les ébauches précédentes, qui ont énormément contribué à améliorer l'évaluation de l'espèce. Merci également à Jeff Tash pour son aide dans la création de la carte de répartition de l'espèce (figure 1).

Sources d'information

Anderson, P.J. et Piatt, J.F. 1999. Community reorganization in the Gulf of Alaska following ocean climate regime shift. *Marine Ecology Progress Series* 189: 117-123.

Bertram, D.F., comm. pers. 2014. Examen de l'ébauche du SSE. Juin-juillet 2014. Biologiste, Direction générale des sciences et des technologies, Environnement Canada, Sidney (Colombie-Britannique).

Bertram, D.F. 1995. The roles of introduced rats and commercial fishing in the decline of Ancient Murrelets on Langara Island, BC. *Conservation Biology* 9: 865-872.

Bertram, D.F., Mackas, D.L. et McKinnell, S.M. 2001. The seasonal cycle revisited: interannual variation and ecosystem consequences. *Progress in Oceanography* 49: 283-307.

Campbell, R.W. et Garrioch, H.M. 1979. Seabird colonies of the Queen Charlotte Islands. British Columbia Provincial Museum, Victoria, B.C. [carte]

Croxall, J.P., Butchart, S.H.M., Lascelles, B., Statterfield, A.J., Sullivan, B. Symes, A. et Taylor, P. 2012. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International* 22: 1-34.

Dale, V.H., Joyce, L.A., McNulty, S., Neilson, R.P., Ayres, M.P., Flannigan, M.D., Hanson, P.J., Irland, L.C., Lugo, A.E., Peterson, C.J., Simberloff, D., Swanson, F.J., Stocks, B.J. et Wotton, B.M. 2001. Climate change and forest disturbances. BioScience 51: 723-734.

DeGange, A.R. et Day, R. H. 1991. Mortality of seabirds in the Japanese land-based gillnet fishery for salmon. *Condor* 93: 251-258.

Drever, M.C. 2002. Status of Ancient Murrelets (*Synthliboramphus antiquus*) and upland birds following eradication of Norway Rats (*Rattus norvegicus*) from Langara Island, Haida Gwaii. Technical Report Series No. 385. Canadian Wildlife Service, Delta, BC. 35 pp.

Drever, M. 2012. Surveys of permanent seabird monitoring plots on Ramsay Island, Gwaii Haanas National Park Reserve and Haida Heritage Site, June 2012. Unpublished report to Parks Canada. Canadian Wildlife Service, Pacific and Yukon Region, BC.

Gaston, A.J., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel. Mai-oct. 2013. Chercheur scientifique, Direction générale des sciences et des technologies, Environnement Canada, Ottawa (Ontario).

Gaston, A.J. et Masselink, M. 1997. The impact of Raccoons (*Procyon lotor*) on breeding seabirds at Englefield Bay, Haida Gwaii, Canada. *Bird Conservation International* 7: 35-51.

Gaston, A.J. et Smith, J.L. 2001. Changes in oceanographic conditions off northern British Columbia (1983-1999) and the reproduction of a marine bird, the Ancient Murrelet (*Synthliboramphus antiquus*). *Canadian Journal of Zoology* 79: 1735-1742.

Gaston, A.J., Shervill, D., Harrison, M. et Wallace, S. 2011. Seabird Surveys in Englefield Bay, 13-18 May 2011. Unpublished Report. Canadian Wildlife Service, Ottawa, ON. 9 pp.

Gaston, A.J., Bertram, D.F., Boyne, A.W., Chardine, J.W., Davoren, G.K., Diamond, A.W., Hedd, A., Montevecchi, W.A., Hipfner, J.M., Lemon, M.J.F., Mallory, M.L., Rail, J.-F. et Robertson, G.J. 2009. Changes in Canadian seabird populations and ecology since 1970 in relation to changes in oceanography and food webs. *Environmental Reviews* 17: 267-286.

Gullo, B.S., 2011. The illegal discharge of oil on the high seas: The U.S. Coast Guard's ongoing battle against vessel polluters and a new approach toward establishing environmental compliance. Military Law Review Vol. 209. Headquarters, Department of the Army, Washington, D.C. Pamphlet No. 27-100-209, 122-185.

Harfenist, A., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel. Sept. 2013. Independent Research Scientist, Harfenist Environmental Consulting, Smithers (Colombie-Britannique).

Harfenist, A. 1994. Effects of introduced rats on nesting seabirds of Haida Gwaii. Technical Report Series No. 218. Canadian Wildlife Service, Pacific and Yukon Region, Delta, B.C.

Harfenist, A., Sloan, N.A. et Bartier. 2002. Living Marine Legacy of Gwaii Haanas. III: Marine Bird Baseline to 2000 and Marine Bird-Related Management Issues throughout the Haida Gwaii Region. Technical Reports in Ecosystem Science, No. 36. Parks Canada. 164 pp.

Hipfner, J.M., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel. Mai 2013. Chercheur scientifique, Direction générale des sciences et des technologies, Environnement Canada, Delta (Colombie-Britannique).

Lemon, M.J.F., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel. Mai-oct. 2013. Technicienne de recherches, Direction générale des sciences et des technologies, Environnement Canada, Delta (Colombie-Britannique).

Lemon, M.J.F. 1993. Survey of Ancient Murrelet colony at Dodge Point on Lyell Island in 1992. Pp. 38-51 *in* A.J. Gaston et A. Lawrence (eds.). Laskeek Bay Conservation Society Report on Scientific Activities # 3. Queen Charlotte City, BC.

Lemon, M.J.F. 1993. Survey of Ancient Murrelet colony at Dodge Point on Lyell Island in 1992. Pp. 38 - 51 *in* A.J. Gaston et A. Lawrence (eds.). Laskeek Bay Conservation Society Report on Scientific Activities # 3, 1992.

Lemon, M.J.F. 1997. Seabird colony monitoring on George Island, 1996. Laskeek Bay Research 7: 27-48.

Lemon, M.J.F. 2003. Surveys of permanent seabird monitoring plots on George Island and East Copper Island Gwaii Haanas National Park, June 2003. Unpublished report to Parks Canada. Canadian Wildlife Service, Pacific and Yukon Region, BC.

Lemon, M.J.F. & Gaston A.J. 1999. Trends in Ancient Murrelet populations since 1980. *Bird Trends* 7: 22-25

Major, H., Lemon, M.J.F. et Hipfner, J.M. 2012. Habitat as a potential factor limiting the recovery of a population of nocturnal seabirds. *Journal of Wildlife Management* 76: 793-799.

National Energy Board and Canadian Environmental Assessment Agency. 2013. Enbridge Northern Gateway Project Joint Review Panel. Site Web : http://gatewaypanel.review-examen.gc.ca/clf-nsi/bts/prjct-eng.html [consulté en novembre 2014].

O'Hara, P.D. et Morgan, K.H. 2006. Do low rates of oiled carcass recovery in beached bird surveys indicate low rates of ship-source oil spills? *Marine Ornithology* 34: 133-140.

O'Hara, P.D. et Morgandin, L.A. 2010. Effects of sheens associated with offshore oil and gas development on the feather microstructure of pelagic seabirds. Marine Pollution Bulletin 60: 672–678

O'Hara, P.D., N. Serra-Sogas, R. Canessa, P. Keller et Pelot, R. 2013. Estimating discharge rates of oily wastes and deterrence based on aerial surveillance data collected in western Canadian marine waters. *Marine Pollution Bulletin*. 69:157-164.

Regehr, H.M., Rodway, M.S., Lemon, M.J.F. et Hipfner, J.M. 2006. Status of the Ancient Murrelet colony on Langara Island in 2004, nine years after eradication of introduced rats. Technical Report Series No. 445. Canadian Wildlife Service, Delta, BC. 48 pp.

Regehr, H.M., Rodway, M.S., Lemon, M.J.F. et Hipfner, J.M. 2007. Recovery of the Ancient Murrelet (*Synthliboramphus antiquus*) colony on Langara Island, British Columbia, following eradication of invasive rats. *Marine Ornithology* 35: 137-144.

Renner, H., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel. Mai 2013. Supervisory Wildlife Biologist, Alaska Maritime National Wildlife Refuge, Homer, AK.

Rodway, M.C. et Lemon, M.J.F. 2011. Use of permanent plots to monitor trends in burrow-nesting seabird populations in British Columbia. *Marine Ornithology* 39: 243-253.

Rodway, M.S., Lemon, M.J.F. et Kaiser, G.W. 1988. Canadian Wildlife Service Seabird Inventory Report, Part 1: East Coast of Moresby Island. Technical Report Series No. 50. Canadian Wildlife Service, Pacific and Yukon Region. Delta, BC. 276 pp.

Rodway, M.S., Lemon, M.J.F. et Kaiser, G.W. 1990. Canadian Wildlife Service Seabird Inventory Report, Part 2: West Coast of Moresby Island. Technical Report Series

Rodway, M.S., Lemon, M.J.F. et Kaiser, G.W. 1994. British Columbia Seabird Colony Inventory: Report #6 - Major colonies on the west coast of Graham Island. Technical Report Series No. 95. Canadian Wildlife Service, Pacific and Yukon Region, BC. No. 65. Canadian Wildlife Service, Pacific and Yukon Region. Delta, BC. 163 pp.

Schofield, J., Locke, W., Sandhu, G.S. et Shrimpton, M. 2008. Potential Benefits of Offshore Oil and Gas Development in Queen Charlotte Basin, British Columbia. Report prepared for BC Ministry of Energy, Mines and Petroleum Resources, Victoria, BC. 303 pp.

Serra-Sogas, N., P.D. O'Hara et R. Canessa. 2014. Modeling the distribution of illicit oily discharges detected by aerial surveillance in western Canadian marine waters. Marine Pollution Bulletin. 87: 76-87

Shoji, A. Yoneda, M. et Gaston, A.J. 2012. Ocean climate variability links incubation behavior and fitness in Ancient Murrelets (*Synthliboramphus antiquus*). *Canadian Journal of Zoology* 90: 361-367.

Sydeman, W.J., Hester, M.H., Thayer, J.A., Gress, F., Martin, P. et Buffa, J. 2001. Climate change, reproductive performance and diet composition of marine birds in the southern California Current system, 1969-1997. *Progress in Oceanography* 49: 309-329.

Sydeman, W.J., Bradley, R.W., Warzybok, P., Abraham, C.L., Jahncke, J., Hyrenbach, K.D., Kousky, V., Hipfner, J.M. et Ohman, M.D. 2006. Planktivorous auklet *Ptychorampus aleuticus* responses to ocean climate, 2005: Unusual atmospheric blocking? *Geophysical Research Letters* 33, L22S09.

Taylor, R.H., Kaiser, G.W. et Drever, M.C. 2000. Eradication of Norway rats for recovery of seabird habitat on Langara Island, British Columbia. *Restoration Ecology* 8: 151-347.

U.S. Fish & Wildlife Service. 2006. Alaska Seabird Information Series. Migratory Bird Management, Anchorage, AK. Site Web : http://www.fws.gov/alaska/mbsp/mbm/seabirds/species.htm.

Veit, R.R., Pyle, P. et McGowan, J.A. 1996. Ocean warming and long-term change in pelagic bird abundance within the California current system. *Marine Ecology Progress Series* 139: 11-18.

Wilson, L., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel. Juin-oct. 2013. Biologiste de la faune, Direction générale des sciences et des technologies, Environnement Canada, Delta (Colombie-Britannique).

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Synthliboramphus antiquus

Guillemot à cou blanc — Ancient Murrelet

Répartition au Canada (province/territoire/océan) : Colombie-Britannique, océan Pacifique

Données démographiques

Durée d'une génération (généralement, âge moyen des parents dans la population; indiquer si une méthode d'estimation de la durée d'une génération autre que celle qui est présentée dans les lignes directrices de l'UICN [2008] est utilisée) Les individus commencent à s'accoupler vers 3 ou 4 ans et se reproduisent en moyenne pendant 4,5 ans.	7 à 8 ans
Y a-t-il un déclin continu inféré du nombre total d'individus matures? Un déclin semble se produire dans une partie de la population nicheuse, mais on ne dispose pas d'une tendance globale.	On ne sait pas
Pourcentage estimé du déclin continu du nombre total d'individus matures pendant [cinq ans ou deux générations]	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix dernières années ou trois dernières générations]	Inconnu
Pourcentage [prévu ou présumé] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix prochaines années ou trois prochaines générations]	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [dix ans ou trois générations] couvrant une période antérieure et ultérieure	Inconnu
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence Basée sur la méthode du plus petit polygone convexe et excluant les colonies présumées disparues	8 957 km²
Indice de la zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur selon la grille de 2x2). IZO basé sur une grille de 2x2 appliquée sur chaque colonie de reproduction	96 km²
La population totale est-elle très fragmentée?	Non
Nombre de localités*	> 10 localités
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Non

* Voir les définitions et les abréviations sur le site Web du COSEPAC et IUCN (2010) pour obtenir davantage de renseignements sur ce terme.

Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de l'indice de la zone d'occupation?	On ne sait pas
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de populations?	s.o.
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités?	Possible
Y a-t-il un déclin continu inféré de la superficie et de la qualité de l'habitat? Un chablis important survenu dans les zones forestières de plusieurs îles abritant des colonies à l'hiver 2010-2011 pourrait avoir des conséquences négatives à l'échelle de la population. Si des prédateurs continuent de s'établir sur les îles, ils pourraient aussi contribuer à des baisses soutenues des effectifs.	Oui
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de la zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures (dans chaque population)

Population	**N^{bre} d'individus matures**
Total basé sur les estimations brutes et, pour de nombreuses colonies, périmées du taux d'occupation des terriers (tableau 1)	540 000

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce de la nature est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, ou 10 % sur 100 ans].	Non effectuée

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou les habitats)

Mammifères prédateurs introduits
Perte/destruction de l'habitat
Perturbations
Exploration pétrolière
Changements océanographiques
Pêche commerciale – compétition

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur L'espèce est considérée comme hautement en péril (*Highly Imperilled*) en Alaska, et on sait que les populations asiatiques sont touchées par la mortalité causée par la pêche commerciale au filet maillant. On a toutefois constaté récemment des signes d'augmentation des effectifs dans certaines parties de l'Alaska à la suite de l'éradication des prédateurs.	
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Possible

Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Probable, mais les prédateurs introduits pourraient réduire le nombre de sites convenables
La possibilité d'une immigration de populations externes existe-t-elle?	On ne sait pas

Nature délicate de l'information sur l'espèce

L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate? Non

Historique du statut

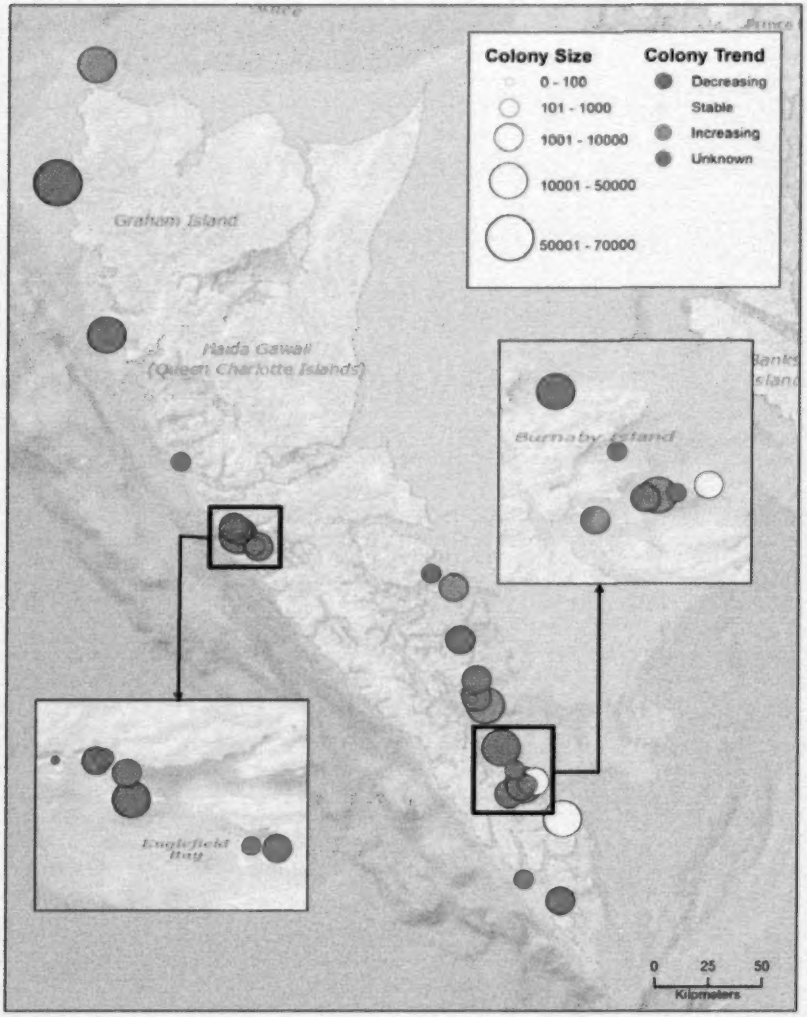
COSEPAC : Espèce désignée « préoccupante » en avril 1993. Réexamen et confirmation du statut en novembre 2004 et en novembre 2014.

Statut et justification de la désignation

Statut :	**Code alphanumérique :**
Préoccupante	Aucun
Justification de la désignation : Environ la moitié de la population reproductrice mondiale de cet oiseau de mer nichant dans des terriers se trouve sur Haida Gwaii, en Colombie-Britannique. L'information provenant de relevés récents pour l'espèce est limitée et la tendance démographique générale est inconnue. Il y a toutefois des indications de déclins dans certaines colonies de reproduction sur la côte ouest de Haida Gwaii, cependant des populations sont peut-être en croissance dans certaines colonies sur la côte est. L'espèce est exposée à un certain nombre de menaces incluant la prédation par des prédateurs introduits, la dégradation de l'habitat, l'exposition au pétrole et aux changements océanographiques. L'espèce pourrait devenir « menacée » si ces menaces ne sont pas gérées adéquatement.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Ne répond pas à ce critère. Les tendances de la population sont inconnues.
Critère B (petite aire de répartition et déclin ou fluctuation) : Ne répond pas à ce critère. La superficie de la zone d'occurrence est inférieure à 20 000 km² et l'IZO est inférieur à 5 000 km², mais l'aire de répartition n'est pas gravement fragmentée et couvre plus de 10 localités. Bien qu'il puisse y avoir une baisse continue de la superficie, de l'étendue et de la qualité de l'habitat, on n'observe pas de fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence, de l'IZO, du nombre de localités ou du nombre d'individus matures.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Ne répond pas à ce critère. La taille de la population est supérieure aux seuils.
Critère D (très petite population ou répartition restreinte) : Ne répond pas à ce critère. La taille de la population, l'IZO et le nombre de localités sont supérieurs aux seuils.
Critère E (analyse quantitative) : Aucune analyse quantitative n'est disponible.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Graham Island = île Graham
Haida Gwaii (Queen Charlotte Islands) = Haida Gwaii (îles de la Reine-Charlotte)
Burnaby Island = île Burnaby
Banks Island = île Banks
Englefield Bay = baie Englefield
Colony Size = Taille de la colonie
Colony Trend = Tendance de la colonie
Decreasing = En baisse
Stable = Stable
Increasing = En hausse
Unknown = Inconnue
Kilometers = Kilomètres

Figure 1. Carte des colonies de reproduction du Guillemot à cou blanc à Haida Gwaii (îles de la Reine-Charlotte), en Colombie-Britannique. La taille des cercles indique l'estimation des effectifs, et la couleur représente la tendance, lorsqu'elle est connue.

Tableau 1 : Estimations et tendances des effectifs dans les colonies de Guillemot à cou blanc à Haida Gwaii (îles de la Reine-Charlotte), en Colombie-Britannique

Site	N[pre] de couples	Année	Tendance[a]	Source	Notes (d'après les commentaires de Moira Lemon et de Tony Gaston)	Prédateurs/ problèmes documentés[b]
Côte ouest de l'île Graham						
Île Langara	24 000	2004	↑	Regher *et al.*, 2007	Tendance à la hausse de 1993 à 2004 déterminée d'après des relevés par transects de la population, mais déclin majeur par rapport aux estimations historiques.	Rat*
Île Frederick	70 000	1998	↓	Lemon et Gaston, 1999; Rodway *et al.*, 1994	L'effectif estimé en 1980 était de 68 000 individus. Les estimations sont demeurées stables jusqu'à 1998, mais les résultats des relevés en 2005 étaient beaucoup moins élevés. Une estimation a été établie pour 2005, mais elle contient des erreurs; elle doit donc être révisée. La densité des terriers était plus élevée dans le relevé de 1980 que dans les deux relevés subséquents (vraisemblablement de manière significative), le résultat le moins élevé provenant du relevé de 2005 (densité d'environ la moitié de celle de 1980). Des cinq relevés, les taux d'occupation étaient plus élevés dans celui de 1998. Les relevés récents de 2013 et 2014 montrent des taux d'occupation de 47 et de 58,1 %, respectivement. Ces taux ont augmenté depuis 2005 (41 %), mais demeurent inférieurs à ceux de 1998 (73 %).	
Île Hippa	40 000	1983	?	Rodway *et al.*, 1994		
Île Marble	1 000	1977	?	Rodway *et al.*, 1994; Campbell et Garrioch, 1979	L'estimation provient des relevés du BC Provincial Museum. Aucun relevé n'a été réalisé par le SCF au cours des activités de 1980.	
Côte ouest de l'île Moresby						
Île Saunders	0	1986	↓	Rodway *et al.*, 1990	Tendance à la baisse depuis les relevés du BC Provincial Museum dans les années 1970. La population est probablement disparue; aucun signe de reproduction observé en 2004 et 2011.	Raton laveur
Île Little Helgesen	0	2011	↓	Gaston et Masselink, 1997; Gaston *et al.*, 2011	Presque 900 couples en 1986, mais la population semble avoir disparu quelque part entre 1993 et 2004.	Raton laveur*
Île Helgesen	600	2011	↓	Gaston et Masselink, 1997; Gaston *et al.*, 2011	Le faible taux d'occupation en 2011 indique une baisse de l'effectif généralisée de 80 à 90 % sur l'île depuis 1986.	Raton laveur*
Île Willie	dizaines	1986	?	Rodway *et al.*, 1990		
Île Carswell	1 700	1986	?	Rodway *et al.*, 1990		
Île Lihou	12 140	1993	↓	Rodway *et al.*, 1990; Gaston et Masselink, 1997; Gaston *et al.*, 2011	La densité des terriers a augmenté entre 1986 et 1993 dans la région la plus dense de la colonie, mais une récente baisse importante du taux d'occupation laisse croire à une baisse de 50 % de la population sur l'île depuis 1993.	

Site	N[bre] de couples	Année	Tendance[a]	Source	Notes (d'après les commentaires de Moira Lemon et de Tony Gaston)	Prédateurs/ problèmes documentés[b]
Île Luxmoore	1 000	1986	?	Rodway *et al.*, 1990		
Île Rogers	1 700	1986	?	Rodway *et al.*, 1990		
Cap Kuper	10	1986	?	Rodway *et al.*, 1990		
SGaang Gwaii	200	1985	?	Rodway *et al.*, 1990		
Côte est de l'île Moresby						
Île Kunghit	0 (?)	2004	↓	Harfenist, 1994; J.M. Hipfner, *données inédites*	3 600 couples en 1993. Les deux sites abritant des colonies (pointes Annis et Jenkins) sur l'île Kunghit ont été visités en 2004, et aucun signe de colonie reproductrice n'a été constaté.	Raton laveur, rat
Île Rankine	26 000	1984	↔	Rodway *et al.*, 1988; Rodway et Lemon, 2011	Un relevé par transects a aussi été effectué en 2000 et a donné la même estimation, ce qui indique que la population est stable. La surveillance de parcelles à intervalles de 5 ans de 1984 à 2010 indique la même stabilité.	
Île Bolkus	9 900	1985	?	Rodway *et al.*, 1988		
Île Skincuttle	2 200	1985	?	Rodway *et al.*, 1988	Harfenist *et al.* (2002) mentionnent que ce site est occupé par des ratons laveurs, mais un relevé effectué après les observations initiales (1992) n'a montré aucun signe de la présence de cette espèce; celle-ci n'a pas été observée depuis non plus.	Raton laveur?
Île George	17 000	1996	↑	Lemon, 1997; Lemon et Gaston, 1999; Rodway et Lemon, 2011	De manière générale, une tendance à la hausse a été documentée dans le cadre des deux relevés par transects (1985 et 1996) et du programme de surveillance des parcelles à intervalles de 5 ans et plus, de 1985 à 2014. Les taux d'occupation sont passés d'un creux de 71 % en 1991 à un sommet de 84 % en 2013. La surveillance en 2014 a indiqué un taux d'occupation de 65 %, mais la tendance est généralement à la hausse depuis le début des activités. Harfenist *et al.* (2002) mentionnent que ce site est occupé par des ratons laveurs, mais un relevé effectué après les observations initiales (1992) n'a montré aucun signe de la présence de cette espèce; celle-ci n'a pas été observée récemment non plus, soit en 2008 et 2013.	Raton laveur?
Île Jeffrey	1 000	1985	?	Rodway *et al.*, 1988		
Île East Copper	6 000	2003	↔	Lemon, 2003	L'augmentation de l'estimation de l'effectif depuis le relevé de 1985 n'est pas significative sur le plan statistique.	
Île Howay	300	1985	?	Rodway *et al.*, 1988		
Île Alder	14 000	1985	?	Rodway *et al.*, 1988	Harfenist *et al.* (2002) mentionnent que ce site est occupé par des ratons laveurs, mais la source initiale de cette information n'a pas été clairement établie.	Raton laveur?

Site	N[bre] de couples	Année	Tendance[a]	Source	Notes (d'après les commentaires de Moira Lemon et de Tony Gaston)	Prédateurs/ problèmes documentés[b]
Île Ramsay	18 000	1984	↑	Rodway *et al.*, 1988; Rodway et Lemon, 2011; Drever, 2012	Une tendance à la hausse a été documentée dans le cadre du programme de surveillance des parcelles à un intervalle de 5 ans, de 1984 à 2012.	
Île Hotspring	< 10	1984	?	Rodway *et al.*, 1988		
Île House	2 600	1984	?	Rodway *et al.*, 1988		
Île Murchison	20	1984	?	Rodway *et al.*, 1988	Rats éradiqués en 2013.	Rat
Île Agglomerate	2 200	1985	?	Rodway *et al.*, 1988		
Pointe Dodge (île Lyell)	8 300	1992	↓	Lemon et Gaston, 1999; Lemon, 1993		Rat
Île Reef	10 000	2006	↑	Gaston, comm. pers.		Chablis majeur
Île Limestone – est	500	2006	↓	Gaston, comm. pers.		Chablis majeur, raton laveur
Île Limestone – ouest	< 50	2006	↓	Gaston, comm. pers.		Raton laveur
Total	**≈ 270 000 couples ou 540 000 individus matures**					

[a]Tendance : ↑ = en hausse; ↓ = en baisse; ↔ = stable; ? = inconnue.

[b]Les données proviennent surtout d'Harfenist *et al.*, 2002; * = On pense que le prédateur a été éliminé.

REMARQUE : L'espèce a apparemment disparu d'au moins trois anciens sites de colonie au cours des dernières années (îles Little Helgesen, Kunghit et Saunders – incluses dans le tableau 1) et a disparu de 10 autres sites auparavant (îles Lucy, Cox, Instructor, Boulder, Sea Pigeon, High, Arichika, Bischof, Tar et Skedans – non incluses dans le tableau 1).

Tableau 2. Nombre de couples et proportion de la population totale estimée dans les colonies de Guillemot à cou blanc dont la tendance serait en hausse, en baisse, stable ou inconnue.

Tendance de la colonie	*n*	Nombre de couples nicheurs dans ces colonies	Proportion de la population nicheuse totale estimée dans ces colonies
↑ En hausse	4	69 000	25 %
↔ Stable	2	32 000	12 %
↓ En baisse	9	91 640	34 %
? Inconnue	18	77 360	29 %
Total	**33**	**270 000**	

HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsables des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS
(2014)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'un autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.

Environnement Canada | Environment Canada
Service canadien de la faune | Canadian Wildlife Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.